

Список источников:

1. Стан водопровідних мереж України та шляхи запобігання погіршенню якості питної води // Полімерні труби. – 2013. – URL: <http://polypipe.info/>.
2. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2012 році. – К.: Мінрегіон України, 2013. – 450 с.
3. Василенко С.Л. Метод расчета объемов реконструкции технически изношенных водопроводных сетей // Научный вестник строительства. – Харьков: ХДТУБА, 2003. – Вип. 21. – С. 134–140.
4. Методика розрахунку втрат питної води підприємствами, які надають послуги з централізованого водопостачання. – Мінрегіон України / Наказ від 25.06.2014 № 180. – URL: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/z1063-14>.
5. Поточні індивідуальні технологічні нормативи використання питної води в КП «Харківводоканал». – К.: ДП «НДКТИ МГ», 2014. – 222 с.
6. Василенко С.Л. Водные парадоксы. Часть 4 / С.Л. Василенко // Водопостачання та водовідведення. – 2015. – № 5. – С. 36-42.

ІНТЕНСИФІКАЦІЯ БЕЗРЕАГЕНТНИХ МЕТОДІВ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

О.М.КВАРТЕНКО, канд. техн. наук

*Національний університет водного господарства та природокористування
вул. Соборна, 11, м. Рівне, 33028, Україна
e-mail: as-755@rambler.ru*

Практично до середини 20-го сторіччя для видалення заліза із води у світі застосовувалися лише фізико-хімічні методи [1-3]. Основним з яких є метод спрощеної аерації з наступним фільтруванням. Метод засновано на здатності води, яка містить іони Fe^{2+} та розчинний кисень, при фільтруванні через шар фільтруючого завантаження формувати на його поверхні каталітичну плівку із сполук заліза. Обмеження застосування - наявність органіки, сірководню та амонійного азоту. Іншим безреагентним методом є метод глибокої аерації заснований на гомогенному окисненні сполук заліза киснем повітря у вільному об'ємі, утворенням в результаті гідролізу гідроокису заліза та його коагуляцію у вільному об'ємі з подальшим розділом фаз на фільтрах. Основна маса пластівців при цьому затримується у верхніх шарах завантаження товщиною 10-15 см, що призводить до швидкого зростання втрат напору, значних витрат води на промивку фільтрів та капітальних витрат пов'язаних з необхідністю присутністю в схемі контактних резервуарів [1, 2].

Для слабо кислих залізомістких вод із низьким лужним резервом, згідно [2], видалення вільного диоксиду вуглецю та підвищення рН тільки за допомогою аерації не можливо. Як наслідок окиснення іонів заліза та марганцю методами спрощеної та глибокої аерації не відбувається у повній мірі. Крім того ґрунтуючись на дослідженнях [4-6] можливо зробити висновок, що для слабокислих та біля нейтральних вод та вод, які містять залізоорганічні комплекси, або легко окиснювальні органічні речовини, зазначені методи за рядом показників значно поступаються біологічному методу знезалізнення. Так

за даними [7] експлуатаційні затрати, при використанні біологічного методу порівняно із традиційними можуть бути зменшеними на 50-80%. Насамперед за рахунок підвищення тривалості фільтроциклу, збільшенню брудомісткості завантаження, зменшенню об'ємів промивних вод, підвищенню швидкостей фільтрування, покращенню умов експлуатації. Найбільш важливими умовами для застосування біологічного методу знезалізнення є фізико-хімічні показники якості води, яка надходить до біореакторів. Це, насамперед, межі параметрів рН-Eh середовища (нейтральне або слабкокислое середовище та перехід від від'ємного окисно-відновного потенціалу до 200-300 мВ); рівень кисню у біореакторі 3-4 мг/дм³ із одночасною присутністю значної кількості диоксиду вуглецю; відповідні величини бікарбонатної лужності води. Характерною особливістю біологічного методу є висока швидкість окиснення сполук заліза (II), високе питоме навантаження на біореактори, структура та склад осаду (мінімум Fe(OH)₃, в основному γ-FeOOH, іноді α- FeOOH). Ці кристалічні форми більш компактні та щільні, менш здатні до кальматації та легше вимиваються при промивці завантаження фільтрів [7], ніж аморфний осад, який формується в результаті фізико-хімічних процесів. Сучасні дослідження показали різноманіття механізмів процесу біоокиснення та утворення окислів металів на поверхні мікробних клітин [8-11]. Для залізобактерій родів *Leptothrix*, *Crenothrix*, *Sphaerotilus* – окиснення іонів заліза пов'язано з механізмом детоксикації продуктів їх метаболізму - пероксиду водню.

Для залізобактерій – *Gallionella* це механізм зв'язування іонів металів зовнішньо клітинними екзополімерами, з утворенням слизистих чохла, нитчастих структур які представляють собою залізисті біомінерали. Органічні волокна накопичують FeOOH та контролюють їх рекристалізацію. Експерименти [12] біомінералізації вказують, що полісахарид карбоксильні групи щільно зв'язують розчинене залізо, але вивільнюють його в процесі подальшої мінералізації. Залізобактерії родів *Pedomicrobium* та *Seliberia* можуть використовувати стійкі до хімічного окиснення комплексоорганічні сполуки заліза із накопиченням їх оксидів в капсулах клітин.

Бактерії, для окиснення сполук заліза, спроможні діяти як безпосередньо так і опосередковано (Фортін, Ленглі, 2005). Пряма взаємодія включає ферментативне перетворення заліза для отримання енергії [9]. Опосередкована – включає локалізовану зміну рН-Eh середовища в безпосередній близькості біля біоплівки, в результаті їх метаболічної активності, яка в подальшому сприяє мінеральному осадженню металу. Крім того, бактерії спроможні накопичувати залізо шляхом пасивної фізико-хімічної сорбції *Fe (III)* та *Fe (II)* іонів на від'ємнозаряджених мікробних клітинах та на зовнішньо клітинній полімерній речовині, (McLean., 1996; Jiao., 2010). Крім того, на поверхні клітин розташовані від'ємно заряджені групи (PO₄³⁻, COO⁻, HS⁻, OH⁻) [13], що в сукупності призводить до збільшення швидкості осадження заліза. Оксиди заліза, які були утворені у асоціації із бактеріями, мають властивості наночасток і носять назву біогенних мінералів.

Технологічні схеми фізико-хімічної очистки на деяких існуючих станціях знезалізнення можуть бути переобладнаними в біо-фізико-хімічну технологію

зnezалізнення в результаті проведення наступних заходів:

- зміни рН-Eh середовища до меж активності залізобактерій;
- корегування бікарбонатної лужності та концентрації мінерального вуглецю;
- зміни умов аерації та корегування концентрації розчинного кисню;
- заміни фільтруючого завантаження;
- активації біологічного очищення в постійному магнітному полі;
- при наявності важко окиснювальних органічних речовин – застосування методу гідродинамічної кавітації перед біореактором;
- розташуванням перед існуючими фільтрами біореакторів, або переобладнанням фільтрів першого ступеня в біореактори.

Ці прості модифікації дають змогу інтенсифікувати процеси очистки на діючих станціях зnezалізнення.

Список джерел:

1. Золотова Е.Ф., Асс Г.Ю. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода. М.: Стройиздат, 1975.
2. Николадзе Г.И. Улучшение качества подземных вод. – М.: Стройиздат, 1987. – 240 с.
3. Орлов В.О. Водоочисні фільтри із зернистою засипкою /Монографія. – Рівне: НУВГП, 2005. – 163 с.
4. Самопромывающаяся фильтровальная установка для биологического обезжелезивания подземных вод. Сафонов Н.А., Русак Г.В. – В кн. Подготовка питьевой воды для хозяйственно-питьевых целей. Межвуз. тем. сб.: Л.ЛИСИ, 1984.
5. Квартенко О.М. Використання закріпленої мікрофлори для очистки підземних вод з підвищеним вмістом заліза. Дис. канд. техн. наук. – Рівне, 1997.
6. Орлов В.О., Квартенко О.М., Мартинов С.Ю., Гордієнко Ю.І. Зnezалізнення підземних вод для питних цілей/ Монографія. – Рівне: Видавництво УДУВГП, 2004. – 155 с.
7. Mouchet, P., From conventional to biological removal of iron and manganese in France. AWWA, 1992. 84(4): p. 158-167.
8. Sogaard, G.E., et al., Conditions for biological precipitation of iron by *Gallionella ferruginea* in a slightly polluted ground water. Applied Geochemistry, 2001. 16: p. 1129-1137.
9. Дубинина Г.А. Биология железобактерий и их геохимическая деятельность/ Автореф. дис. д.-р. биол. наук. М., ИНМИ, 1977.
10. Горленко В.М., Дубинина Г.А., Кузнецов С.И. Экология водных микроорганизмов. М., Наука, 1977.
11. Sharma, S.K., B. Petrusevski, and J.C. Schippers, Biological iron removal from groundwater. Water Supply, 2005. 54(4): p. 239-247.
12. Clara S. Chan, Sirine C. Fakra, David C. Edwards,avid Emerson, Jillian F. Iron oxyhydroxide mineralization on microbial extracellular polysaccharides/ Banfield Dept. of Earth and Planetary Science, University of California, Berkeley, USA 2009
13. Букреева В.Ю., Грабович М.Ю., Епринцев А.Т., Дубинина Г.А. Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций //Сорбционные и хроматографические процессы. 2009. Т. 9. Вып. 4. С. 506–514.
14. Emerson et al., Comparative genomics of freshwater Fe-oxidizing bacteria: implications for physiology, ecology, and systematics/ Front. Microbiol., 12 September 2013. Volum 4 Article 254 p. 1-17.